

태화강 수계의 다환방향족탄화수소 농도수준과 지리적 분포

박은정¹ · 권혜옥¹ · 오주연¹ · 최성득^{1,2†}

¹울산과학기술대학교 도시환경공학부, ²울산과학기술대학교 환경분석센터

Levels and Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Taehwa River, Ulsan, Korea

Eun-Jeong Park¹, Hye-Ok Kwon¹, Joo-Yeon Oh¹, and Sung-Deuk Choi^{1,2†}

¹School of Urban and Environmental Engineering, Ulsan National Institute of Science and Technology (UNIST), Ulsan 689-798, Korea

²UNIST Environmental Analysis Center (UEAC), Ulsan National Institute of Science and Technology (UNIST), Ulsan 689-798, Korea

Received August 16, 2012/Revised September 14, 2012/Accepted September 30, 2012

Ulsan is one of the most industrialized cities in Korea, thus it has many sources of pollutants. However, the Taehwa river located in this city has been rarely researched about trace organic pollutants. Therefore, we collected water samples at 18 sites from the Taehwa river in February 2011 and analyzed 15 US-EPA priority polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). The concentrations of 15 PAHs ranged from 17.0 to 250 ng/L in dissolved phase and from 81.3 to 195 ng/L in suspended particulate phase, respectively. These levels were much lower than those in China, but similar to or higher than those in Korea. Contrary to our expectation, the levels of PAHs at upstream sites were higher than those at mid and downstream sites. Furthermore, the fractions of heavier compounds with 5 and 6 rings at the upstream sites were much higher than those at other sites. These results suggest that agricultural activities (e.g., open burning) and relatively low water levels might affect the levels and patterns of PAHs at the upstream sites. On the other hands, the levels of PAHs at the downstream sites, which are located at the vicinity of industrial complexes, were comparable with those at the midstream sites. This result was probably due to dilution in the downstream and non-point sources in the midstream. Now, we continue collecting water samples at the same sites in this study to observe the seasonal variations of the levels and patterns of PAHs and to investigate the influence of potential sources surrounding the Taehwa river.

Key words: PAHs, Taehwa river, Water pollution, Ulsan

1. 서 론

다환방향족탄화수소(Polycyclic aromatic hydrocarbons: PAHs)는 탄소와 수소만으로 구성되고 방향족 고리가 두 개 이상 결합된 화합물이다. PAHs는 대부분 유기물질의 불완전 연소과정에서 생성되는데, 산불이나 화산 폭발과 같은 자연현상에 의해 배출되기도 하지만, 주로 석유 · 석탄 등의 화석연료 사용으로부터 배출된다.^{1,2)} 환경 중에 배출된 PAHs는 다양한 이동경로를 통해

대기, 수질, 토양, 퇴적토 등의 다매체 환경에 분포하여 최종적으로 인체에 노출된다. PAHs는 독성, 돌연변이성, 발암성을 가지므로 이에 대한 관심이 증가하고 있으며,^{3,4)} 미국 환경보호청(Environmental protection agency: US-EPA)에서는 16종 PAHs를 우선관리대상물질로 선정하였다.^{5,6)} PAHs는 물에 대한 용해도가 낮으므로 수환경 중에서는 다른 매체에 비해 저농도로 검출된다.⁷⁾ 그러나 하천수는 식수와 농업용수로 사용되며, 관광과 레저 등을 통해 우리 생활에 직간접적으로

[†]To whom correspondence should be addressed.

E-mail: sdchoi@unist.ac.kr

이용되는 경우가 많으므로, 하천수 중 PAH 오염현황을 파악할 필요가 있다. 국내 수환경을 대상으로 한 연구 결과들을 살펴보면, 저농도이지만 모든 하천수에서 PAHs가 검출되었다.⁸⁻¹⁰⁾

연구대상 하천인 태화강은 길이 48 km, 면적 644 km²인 국가하천으로서 울산 시가지를 관류하여 동해 울산만으로 유입된다.¹¹⁾ 태화강은 울산의 공업·농업·생활용수로 사용되어 왔으며, 최근 들어 중·하류에서는 다양한 레저활동도 이루어지고 있다. 지금까지 태화강 하천수에 대한 연구를 살펴보면 조류(Algae),¹²⁻¹⁴⁾ 생물학적 산소요구량(Biological oxygen demand: BOD),¹⁴⁾ 화학적 산소요구량(Chemical oxygen demand: COD),^{14,15)} 용존산소량(Dissolved oxygen: DO)¹³⁾ 등의 기초 수질 연구에 집중되어 왔다. 태화강 하천수를 대상으로 한 미량오염물질 연구로는 중금속^{16,17)}과 의약품 및 개인관리용품^{18,19)}에 대한 모니터링이 수행되었으나, PAHs,²⁰⁻²²⁾ 다이옥신류,²³⁾ 브롬화계난연제²⁴⁾ 등의 잔류성유기오염물질에 대한 연구는 퇴적물에 대해서만 한정적으로 수행되었다. 특히, PAHs의 경우에는 하류와 울산만의 퇴적물을 대상으로만 연구가 수행되었다.²⁰⁻²²⁾ 더구나 기존 PAH 연구는 2002년 이전에 채취한 시료를 분석했으므로, 최근 태화강에서의 PAH 오염수준에 대한 연구는 매우 미흡하다.

태화강은 상류, 중류, 하류지역의 토지이용과 하천수의 용도가 다르므로 지역별 오염특성을 파악하는 것이 중요하다. 그러나 기존 연구들에서는 태화강 하류와 울산만에 대해서만 모니터링을 수행했으므로, 태화강 수계 전반적인 오염현황을 파악하는데 한계가 있다. 그러므로 본 연구에서는 태화강 상류에서 하류까지 수계 전반적인 PAH 농도분포와 오염특성에 대해 조사하였다.

2. 재료 및 방법

2.1. 시료채취

2011년 2월에 태화강 상류부터 하류 울산만까지 총 18개 지점에서 하천수 시료를 채취하였다(Fig. 1). 지속적인 연구를 위해 접근이 용이한 곳으로 채취지점이 선정되었으며, 농업용수로 많이 이용되는 상류(1~8번 지점), 도심에 위치한 중류(9~14번 지점), 인근에 공단이 분포하고 해수의 영향을 받는 하류(15~18번 지점)로 구분된다.

시료채취 시 현장의 수질을 평가하기 위하여 자동센서(556MPS, YSI, USA)로 전기전도도(Conductivity),

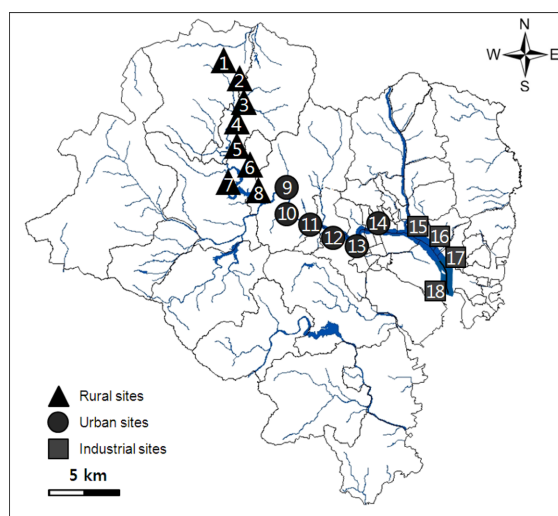


Fig. 1. Location of sampling sites, which are classified into rural, urban, and industrial sites, in the Taehwa river, Ulsan.

염분농도(Salinity), 용존산소량(DO), 수소이온농도(pH)를 측정하였다. 채취한 시료는 갈색 유리병에 넣어 실험실로 운반한 후 4°C 이하 냉암소에서 보관하였다. 용존상과 입자상별로 PAHs를 분석하기 위해, 유리섬유여과지(Glass microfiber filter, 47 mm, 0.7 μm, Whatman, England)를 이용하여 시료를 분리하였다.

2.2. 시료 전처리와 기기분석

용존상 PAHs를 분석하기 위해 유리섬유여과지에 통과시킨 시료 500 mL를 분액여두에 담아 액-액 추출법(Liquid-liquid extraction)으로 추출하였다. 디클로로메탄(Dichloromethane)과 메탄올(Methanol) 혼합용매(10:1, v/v) 100 mL를 시료에 첨가하여 10분 동안 진탕하였다. 입자상 PAHs를 추출하기 위해서는 유리섬유여과지를 헥산과 아세톤 혼합용매(10:1, v/v) 20 mL에 넣고 15분 동안 초음파 추출하였다. 위와 같은 과정을 3회 반복하고 추출액을 합쳐 용존상과 입자상 시료로 사용하였다. 용존상 시료의 경우에는 별도의 정제과정 없이 무수황산나트륨(Sodium sulfate anhydrous)을 이용하여 추출액 중의 수분을 제거한 후 질소농축기(MGS-2200, Eyela, Japan)로 농축하여(1 mL) 기기분석하였으며, 입자상 시료의 경우에는 컬럼 정제과정을 거쳤다. 시료 정제를 위해 활성 실리카겔(130°C, 4시간) 5 g과 무수황산나트륨 1 g을 충전한 유리컬럼에 농축시료 5 mL를 넣고, 헥산과 디클로로메탄 혼합용매(1:1,

v/v) 60 mL로 용리시켰다. 질소농축기로 용리액을 농축하고 최종 시료 1 mL를 GC 바이알(Vial)에 옮겨 기기 분석하였다. 전처리에 사용한 모든 시약은 특급 이상이었으며, 용매는 잔류농약분석용 이상의 등급을 사용하였다.

전처리 과정의 회수율을 평가하고, 시료 농도를 내부표준법으로 계산하기 위해 정제용 내부표준물질(Surrogate standard)과 실린지 첨가용 내부표준물질(Internal standard)을 이용하였다. 시료추출 전에 정제용 내부표준물질(Acenaphthene-d₁₀, Phenanthrene-d₁₀, Perylene-d₁₂, Chrysene-d₁₂)을 각각 50 ng 주입하였으며, 기기분석 직전에 실린지 첨가용 내부표준물질(p-Terphenyl-d₁₄) 50 ng을 주입하였다.

본 연구에서는 US-EPA에서 지정한 16종 우선관리 대상 PAHs 중에서 비교적 배경농도가 높고 시료채취와 전처리 과정에서 오염되기 쉬운 Naphthalene을 제외한 15종을 분석하였다: Acenaphthylene (Acy), Acenaphthene (Ace), Fluorene (Flu), Phenanthrene (Phe), Anthracene (Ant), Fluoranthene (Flt), Pyrene (Pyr), Benzo(a)anthracene (BaA), Chrysene (Chr), Benzo(b)fluoranthene (BbF), Benzo(k)fluoranthene (BkF), Benzo(a)pyrene (BaP), Indeno(1,2,3-cd)pyrene (IcdP), Dibenzo(a,h)anthracene (DahA), Benzo(g,h,i)perylene (BghiP).

PAHs의 정성·정량분석을 위해 가스크로마토그래프/질량분석기(Trace GC ultra 2.0/ITQ 900 MS, Thermo, USA)를 이용하였다. 시료는 비분할주입(Splitless) 방식으로 1 µL를 주입하였으며, 운반기체는 헬륨(Helium)을

이용하였고 유속은 분당 1 mL였다. 모세관 컬럼(DB-5MS, 30 m × 0.25 mm, 0.25 µm)을 장착한 GC 오븐의 승온 조건은 다음과 같았다: 70°C(1분)→10°C/분→240°C(0분)→5°C/분→300°C(5분). 질량분석기의 경우에는 이온충격(70 eV) 모드를 사용하였으며, 이온소스 온도는 200°C였고, GC를 통과한 이온을 선택이온모니터링(Selected ion monitoring: SIM) 방법으로 검출하고 내부표준법으로 정량하였다. PAHs의 정량한계(Limit of quantification: LOQ)는 신호 대 잡음 비(Signal to noise: SN)가 3인 농도로 정의하였으며, SN비가 3 미만인 값은 ND로 표시하였다. 각 시료 중 정제용 내부표준물질의 평균 회수율은 용존상에서는 평균 55~90%, 입자상에서는 88~139%로 나타났다.

3. 결과 및 고찰

3.1. 수질일반항목

태화강 수계 18개 지점에서 자동센서로 측정한 결과와 부유물질(Suspended solid: SS) 농도를 요약하여 Table 1에 나타내었다. 전기전도도, 염분농도, 부유물질은 상류에서 가장 낮은 값을 보였고, 해수가 유입되는 하류로 내려갈수록 값이 증가하는 경향을 보였다. 특히, 공장 하수가 배출되는 17번 지점에서 부유물질이 가장 높은 농도를 나타냈다. 수소이온농도는 전 지점에서 비슷한 수준(7.0~7.9)으로 나타났다. 반면에 용존산소량은 하류로 갈수록 낮아지는 경향을 보였다. 수중 유기물이 증가하면 이를 분해하기 위해 호기성 미생물이 산소를 소모하므로 용존산소량이 감소한다. 그러므

Table 1. Summary of water quality parameters at the 18 sites in the Taehwa river, Ulsan

		Conductivity (mS/cm)	Salinity (psu)	DO (mg/L)	pH	SS (mg/L)
Rural area (Upstream)	Min	0.1	0.0	7.3	7.0	0.3
	Max	0.6	0.3	8.5	7.9	3.3
	Median	0.1	0.1	7.5	7.4	1.3
	Mean	0.2	0.1	7.6	7.4	1.4
Urban area (Midstream)	Min	0.7	0.3	6.5	7.3	1.3
	Max	29.8	18.5	7.7	7.7	17.7
	Median	0.8	0.4	7.4	7.7	6.2
	Mean	9.3	5.6	7.2	7.6	7.0
Industrial area (Downstream)	Min	28.8	17.8	5.4	7.4	12.0
	Max	51.3	33.2	6.3	7.9	269.0
	Median	47.3	30.6	6.1	7.6	21.0
	Mean	43.7	28.1	6.0	7.6	80.8

로 이 결과는 태화강 하류가 상류에 비해 유기물 오염이 심하다는 것을 의미한다. 기존 태화강 연구에서는 수질오염에 대한 지표로 화학적 산소요구량(COD)을 이용하였으며, 상류에서 중류로 내려오면서 COD가 서서히 증가하다가 하류에서 급속히 증가한 것이 보고되었다.¹⁵⁾

우리나라 하천수 수질환경기준과 비교했을 때,²⁵⁾ 태화강 상·중류 모든 지점들이 수질환경기준 II등급 이상을 만족했으나, 하류 17번 지점에서는 부유물질 농도가 기준을 초과하는 것으로 나타났다. 태화강 하류에서는 지류들이 합류하며 근처 도심과 공단지역에서 배출된 생활하수와 폐수가 유입되어 수질이 악화되는 것으로 보인다. 더구나 본 연구에서 시료를 채취한 시기인 겨울철 갈수기에는 하천 유량이 적고 유속이 느리므로 수질이 쉽게 악화될 수 있다. 또한 만조 시 해수 유입으로 인해 하천수가 하류에서 정체되어 오염이 가중될 가능성이 있다.

3.2. PAHs의 농도수준

태화강 수계에서의 용존상과 입자상 PAH 농도수준(15종 농도합: Σ_{15} PAHs)을 지역별로 정리하여 Table 2과 Table 3에 나타내었다. 용존상 농도수준은 17.0~250 ng/L(평균: 52.5 ng/L)로 나타났다(Table 2). 모든 지점에서 Phe이 검출되었으며, 8.60~22.5 ng/L(평균:

14.8 ng/L)로 가장 높은 농도를 보였다. Phe은 16종 US-EPA 우선관리대상물질 중에서 환경매체에서 비교적 고농도로 검출되는 경향이 있다.^{26,27)} Flu과 Pyr도 대부분의 지점에서 검출되었으며, 다른 화합물에 비해 고농도로 분포하였다. 고리수가 5~6개로서 분자량이 큰 BaP, IcdP, DahA, BghiP은 상류에서 상대적으로 높은 농도로 검출되었다. 이러한 지리적 분포에 대해서는 다음 장에서 논의하였다. 용존상 농도수준은 중국의 하천수²⁸⁾와 비교하여 크게는 100배 이상 낮은 수준으로 나타났으나, 국내의 진해만 유입 하천수⁹⁾와 한강²⁹⁾의 농도수준과는 비슷하거나 다소 높은 수준이었다.

입자상 농도는 81.3~195 ng/L(평균: 115 ng/L)로서 용존상에 비해 높은 수준이었다(Table 3). Ace, Flu, Phe, BaA이 모든 지점에서 검출되었으며 Acy, Flt, Pyr도 높은 빈도로 검출되었다. 특히, 발암성이 확인된 BaA이 가장 고농도(평균: 60.2 ng/L)로 분포하였다. 중국 황하를 대상으로 한 연구에서도 BaA가 입자상 PAH 화합물 중에서 가장 높은 농도로 보고되었다.³⁰⁾ 용존상 결과와 마찬가지로 BaP와 DahA는 상류에서만 검출되었다.

용존상과 입자상 농도를 합친 총 농도는 105~360 ng/L(평균: 168 ng/L)로서, 상류에서 가장 높게 나타났다. 본 연구의 분석대상물질 중에서 BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, IcdP, DahA는 국제암연구소(International

Table 2. Concentrations of dissolved PAHs in the Taehwa river, Ulsan (Unit: ng/L)

	Rural sites (Upstream)			Urban sites (Midstream)			Industrial sites (Downstream)		
	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean
Acy	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Ace	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Flu	ND	10.6	6.0	6.8	12.0	8.7	5.6	9.5	7.2
Phe	12.2	21.0	16.8	8.6	22.5	14.7	8.8	14.9	11.6
Ant	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.1	0.5
Flt	3.2	6.7	5.2	ND	5.6	2.9	2.6	4.1	3.3
Pyr	4.4	8.5	6.4	ND	8.5	3.9	ND	4.4	3.1
BaA	ND	3.4	0.9	ND	0.7	0.1	ND	ND	ND
Chr	ND	2.8	0.9	ND	0.6	0.1	ND	ND	ND
BbF	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BkF	ND	ND	ND	ND	4.8	ND	ND	ND	ND
BaP	ND	18.9	2.7	ND	ND	ND	ND	ND	ND
IcdP	ND	78.8	17.8	ND	ND	ND	ND	ND	ND
DahA	ND	62.8	17.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BghiP	ND	51.5	15.3	ND	2.0	0.3	ND	ND	ND
Σ_{15} PAHs	26.8	250.5	81.9	21.8	48.6	31.2	17.0	25.7	34.5

ND stands for not detected (S/N<3).

Table 3. Concentrations of particulate PAHs in the Taehwa river, Ulsan (Unit: ng/L)

	Rural sites (Upstream)			Urban sites (Midstream)			Industrial sites (Downstream)		
	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean	Min	Max	Mean
Acy	ND	5.5	3.4	ND	5.8	2.2	ND	5.8	2.2
Ace	3.3	10.4	6.0	2.9	6.8	4.4	2.9	6.1	4.0
Flu	6.7	29.3	15.2	5.7	19.8	10.4	7.4	19.4	10.9
Phe	12.9	57.9	29.0	10.9	35.3	19.1	14.1	34.7	19.8
Ant	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Flt	ND	19.4	9.9	ND	10.5	4.6	4.4	15.1	8.3
Pyr	ND	11.0	5.8	ND	6.1	1.7	ND	11.3	4.2
BaA	55.5	62.6	59.9	57.9	68.5	60.4	56.4	65.3	60.1
Chr	ND	2.9	0.8	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BbF	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BkF	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BaP	ND	3.5	0.5	ND	ND	ND	ND	ND	ND
IcdP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
DahA	ND	2.7	0.4	ND	ND	ND	ND	ND	ND
BghiP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.6	1.1
Σ_{15} PAHs	88.6	194.8	124.6	81.3	143.0	106.4	88.0	137.3	110.7

ND stands for not detected (S/N<3).

agency for research on cancer: IARC)에서 발암 관련화합물로 간주하므로 더 큰 관심이 요구된다.³¹⁾ 태화강 상류 대부분의 지점에서 발암성이 있는 PAHs가 검출되었으며, 최상류 1번 지점의 농도합(Σ PAH_{carc})은 238.2 ng/L로 전 지점에서의 평균농도(76.5 ng/L) 보다 3배 이상 높았다. 최상류 지점에서 PAH 농도가 높은 원인은 다음 장에서 논의하였다.

3.3. PAHs의 지리적 분포

PAHs의 지리적 분포를 파악하기 위해, PAH 농도를 지도에 나타내었다(Fig. 2). 용존상 농도는 최상류 지점에서 가장 높았으며(250 ng/L) 하류지점에서 가장 낮았다(17.0 ng/L). 상류, 중류, 하류에서의 용존상 평균농도는 각각 81.9, 31.2, 25.7 ng/L로서, 수질일반항목과는 달리 상류지역이 PAHs에 더 많이 오염된 것을 확인하였다. 특히, 5~6개 고리로 구성된 고분자량 화합물이 상류에서 고농도로 검출되었는데, 상류 근처에는 경작지가 산재해 있어 노천소각을 비롯한 농업활동과 관련된 오염원 영향을 받은 것으로 추정된다.³²⁾ 가장 높은 농도를 나타낸 최상류 지점은 저수지로서 갈수기에는 물이 오랫동안 정체되므로 PAHs의 축적이 심화되었을 가능성도 있다.

입자상 평균 농도는 상류, 중류, 하류에서 각각 124, 106, 111 ng/L였으며, 상류지점에서 최고농도(195 ng/L)

를 보였다. 그러나 용존상에 비해 각 지점별 농도차이는 크지 않았으며, 부유물질의 농도와도 유의한 상관성을 보이지 않았다. 최상류 지점에서는 용존상과 마찬가지로 분자량이 큰 화합물의 농도가 다른 지점보다 높았으나 그 차이는 뚜렷하지 않았다.

PAH 총 농도(용존상 + 입자상) 분포를 살펴보면 상류에서 농도수준이 높은 것을 명확하게 확인할 수 있다. 상류는 하류에 비해 직접적인 접촉이 많고 식수원으로도 사용될 수 있기 때문에 오염원 파악과 위해성 평가 등의 연구가 필요하다. PAHs는 수질일반항목과는 달리 중류와 하류에서 유사한 수준을 나타냈다. 중류에서는 토양유출과 같은 비점오염원의 영향이 크고, 하류에서는 하폐수와 대기침적으로 인한 유입은 많지만 하천수량이 증가하면서 PAHs가 희석되었을 가능성이 있다.

일반적으로 PAHs는 용해도가 낮기 때문에 하천수 중에서 용존상보다는 입자상에 더 많이 분포한다.⁷⁾ 태화강 수계 각 지점별로 용존상과 입자상 비율을 고려하면, 최상류 지점에서만 용존상 비율이 높았다. 이 지점은 다른 지점과 달리 하천수가 정체되어 있는 저수지이므로 대기침적과 토양유출 등으로 지속적으로 PAHs가 유입되고 수중 부유입자가 침적되기 쉬운 조건을 가지고 있다. 이로 인해 용존상 농도는 높지만, 입자상 농도는 다른 지점에 비해 낮은 것으로 해석할

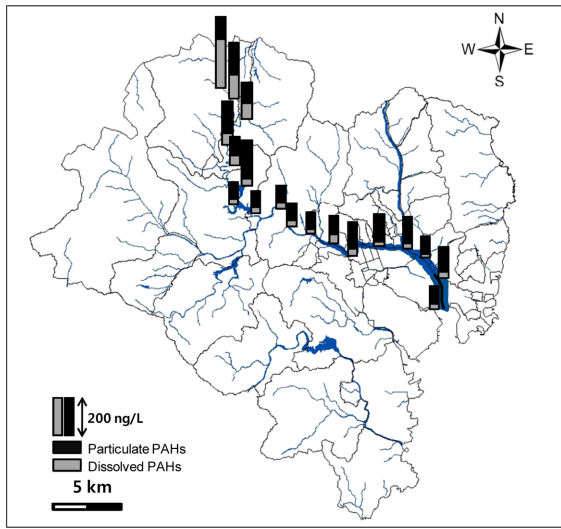


Fig. 2. Spatial distribution of total (dissolved + particulate) PAH concentrations in the Taehwa river, Ulsan.

수 있다. 앞으로 추가연구를 통해, 상류에서의 PAH 농도와 용존상-입자상 분배경향에 대한 원인을 파악하고자 한다.

3.4. PAHs의 물질별 분포경향

15종 PAHs를 고리수 3개(Acy, Ace, Flu, Phe, Ant), 4개(Flt, Pyr, BaA, Chr), 5개(BbF, BkF, BaP, DahA), 6개(IcdP, BghiP)로 분류하여 시료채취 지점별로 분포경향을 파악하였다(Fig. 3). 용존상의 경우, 대체적으로 고리가 3개인 화합물(Flu, Phe 등)의 분포비율이 가장 높게 나타났으나, 상류에서는 고리수 5~6개의 화합물(DahA, IcdP, BghiP 등)의 비율이 높았다. 입자상의 경우, 모든 지점에서 고리가 3~4개인 화합물(Phe, BaA 등)이 대부분을 차지하였다. 진해만 유입 하천을 대상으로 한 연구에서도 용존상에서는 고리가 3개인 화합물의 비율이 가장 높았으며, 입자상의 경우에는 고리가 4개인 화합물의 분포비가 높았다.⁹⁾

위와 같이 상류에서는 PAH 농도수준뿐만 아니라 중·하류와 다른 물질별 분포경향을 나타냈으므로, 상류와 중·하류에서의 오염원 특성이 다른 것으로 판단된다. 이를 확인하기 위해 배출원을 파악할 수 있는 진단비(Diagnostic ratio)를 사용하였다. 저분자량 화합물(Phe, Ant, Flt, Pyr)의 농도합계(LMW)와 고분자량 화합물(BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DahA, IcdP, BghiP)의 농도합계(HMW)의 비(LMW/HMW)를 계산하여, 1보다 크면 석유에 의한 오염으로 1보다 작으면 연소에

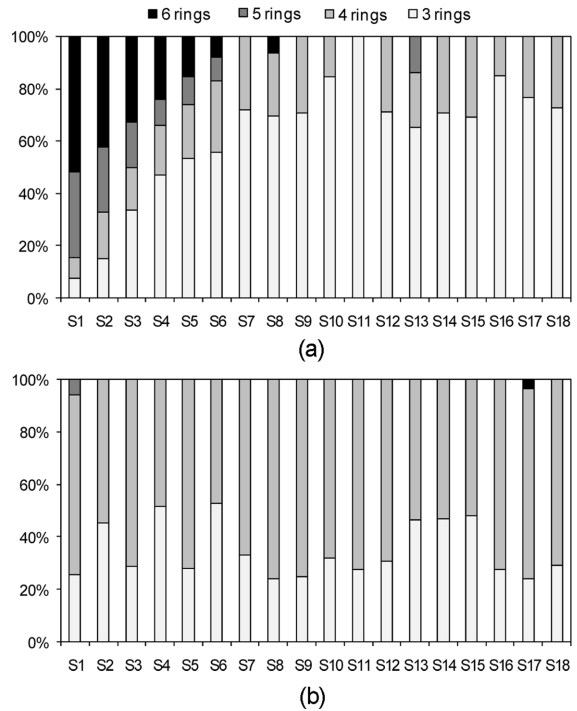


Fig. 3. Distribution patterns of (a) dissolved and (b) particulate PAHs according to different ring numbers.

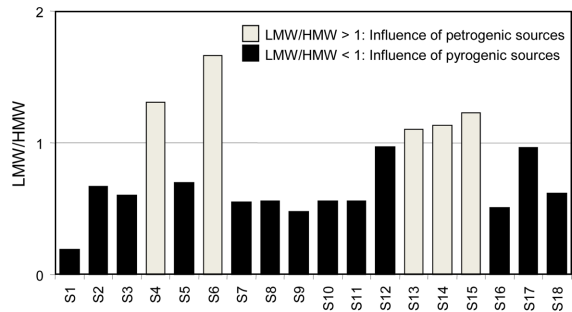


Fig. 4. Diagnostic ratios (LMW/HMW) of PAH sources in the Taehwa river. LMW and HMW stand for the sum of low molecular weight PAHs (Phe, Ant, Flt, and Pyr) and high molecular weight PAHs (BaA, Chr, BbF, BkF, BaP, DahA, IcdP, and BghiP), respectively.

의한 오염으로 분류한다.³³⁾ 본 연구에서는 용존상과 입자상을 합친 농도에 대해서 진단비를 계산하였다. 대화강 수계 대부분 지점에서 연소의 영향을 더 많이 받는 것으로 판단되며(Fig. 4), 최상류 지점은 다른 지점에 비해 연소에 의한 오염이 특히 심한 것으로 추정된다. 다섯 지점에서 LMW/HMW가 1보다 컸으며, 이 지점

들은 주차장이나(S6, S13), 교차로 인근 주유소 등에 인접하여(S4, S14, S15) 자동차 연료의 영향을 많이 받은 것으로 판단된다.

4. 결 론

울산지역 주요하천인 태화강 하천수의 용존상과 입자상 PAHs를 분석한 결과, 전반적인 농도수준은 중국의 농도수준보다 낮았으나 국내 다른 하천수보다는 비슷하거나 다소 높게 나타났다. 대부분의 지점에서 Phe와 BaA가 주로 검출되었으며 입자상 농도가 용존상 농도보다 높았다. 그러나 일반적인 예상과 달리, 하류보다 상류에서 PAH 농도수준과 고분자량 화합물의 비율이 높았다. 상류에서는 농업활동과 관련된 연소가 빈번하고, 수량이 적으므로 이러한 결과가 나온 것으로 판단된다. 반면, 중류와 하류에서는 PAH 농도가 비슷한 수준이었는데, 중류에서는 하폐수를 통한 직접적인 유입뿐만 아니라 토양유출 등의 비점오염원이 영향을 미쳤을 것으로 보이며, 하류에서는 PAH 유입량은 많지만 하천수량이 증가하여 PAH 농도가 희석되었을 가능성이 있다.

본 연구는 태화강 수계 전반을 대상으로 한 최초의 PAH 모니터링 연구로서 의의가 있다. 현재, 동일한 지점에서 계절별로 하천수를 채취하고 있으며, PAH 농도수준과 지리적 분포의 계절변화와 오염경로를 파악하는 추가 연구를 진행하고 있다. 본 연구결과는 태화강의 미량오염물질 연구를 위한 기초자료로서 다양하게 활용될 것으로 기대된다.

감사의 글

본 연구는 2012년도 울산녹색환경지원센터 연구개발 사업으로 수행되었습니다.

참고문헌

1. E.-J. Kim, J.-E. Oh, and Y.-S. Chang, *Science of the Total Environment*, **2003**, 311, 177-189.
2. S. Farooq, A.-M.-A.-S. Eqani, R. N. Malik, A. Katsoyiannis, G. Zhang, Y. Zhang, J. Li, L. Xiang, K. C. Jones, and Z. K. Shinwari, *Journal of Environmental Monitoring*, **2011**, 13, 3207-15.
3. I. C. T. Nisbet and P. K. Lagoy, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **1992**, 16, 290-300.

4. P. J. Rugen, C. D. Stern, and S. H. Lamm, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, **1989**, 9, 273-283.
5. J. Li, X. Shang, Z. Zhao, R. L. Tanguay, Q. Dong, and C. Huang, *Journal of Hazardous Materials*, **2010**, 173, 75-81.
6. US-EPA, **1982**. Method 610 Polynuclear aromatic hydrocarbons.
7. R. K. Sorrell, H. J. Brass, and R. Reding, *Environment International*, **1980**, 4, 245-254.
8. 정용, 신동천, 김종만, 박성은, 양지연, 이자경, 황만식, 박연신, *한국환경독성학회지*, **1995**, 10, 1-14.
9. 유영석, 김좌관, 조현서, *해양환경안전학회지*, **2009**, 15, 275-282.
10. S.-J. Lee, H.-B. Moon, M.-K. Choi, and J.-H. Goo, *Journal of Fisheries Science and Technology*, **2005**, 8, 167-176.
11. 울산광역시, 2012. 태화강 홈페이지(<http://taehwagang.ulsan.go.kr/>)
12. 이종남, *한국습지학회지*, **2005**, 7, 81-89.
13. 이홍수, 김미경, 이혜근, 신재기, *대한상하수도학회 추계 학술발표회 논문집*, **2006**, 521-525.
14. 조홍제, 윤영배, 이광제, *대한토목학회 정기학술대회*, **2010**, 896-899.
15. 류석환, *한국환경과학학회지*, **1993**, 2, 291-297.
16. Y. B. Kim, S. Y. Jo, J. H. Jeong, S. I. Lee, and G. H. Jeong, *한국환경과학학회지*, **1998**, 2, 69-78.
17. 양재삼, 정주영, 강정원, 황갑수, *한국수질보전학회지*, **1996**, 12, 351-358.
18. 이귀애, **2012**. 울산시 수계에 존재하는 잔류의약품질 분포현황, 경북대학교 석사학위논문.
19. 권혜옥, 심원진, 김희영, 오정은, 최성득, *한국환경분석학회지*, **2011**, 14, 153-164.
20. 유광식, 정지영, 정선이, *분석과학회지*, **2004**, 17, 45-52.
21. K. K. Kwon, J.-H. Hyun, J. H. Lee, H. K. Lee, V. Svetashev, and S.-J. Kim, *한국해양환경공학회 추계 학술대회 논문집*, **2000**, 177-182.
22. H.-B. Moon, H.-G. Choi, S.-S. Lee, and P.-Y. Lee, *Environmental Sciences*, **2001**, 10, 113-119.
23. H.-B. Moon, H.-G. Choi, S.-S. Kim, S.-R. Jeong, P.-Y. Lee, and G. Ok, *한국환경분석학회지*, **2002**, 5, 225-235.
24. H.-B. Moon, K. Kannan, M.-K. Choi, and H.-G. Choi, *Marine Pollution Bulletin*, **2007**, 54, 1402-12.
25. 환경부, **2012**. 환경정책기본법.
26. Z. Zhang, J. Huang, G. Yu, and H. Hong, *Environmental Pollution*, **2004**, 130, 249-61.
27. X. Luo, B. Mai, Q. Yang, J. Fu, G. Sheng, and Z. Wang, *Marine Pollution Bulletin*, **2004**, 48, 1102-15.
28. W. Guo, M. He, Z. Yang, C. Lin, X. Quan, and H. Wang,

- Chemosphere*, **2007**, 68, 93-104.
29. 김승규, *한국독성학회 심포지움 및 학술발표회*, **2008**, 31-32.
30. L. Wang, Z. Yang, J. Niu, and J. Wang, *Journal of Hazardous Materials*, **2009**, 169, 460-5.
31. WHO-IARC, **2010**. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans.
32. P. Rajput, M. M. Sarin, R. Rengarajan, and D. Singh, *Atmospheric Environment*, **2011**, 45, 6732-6740.
33. H. H. Soclo, P. Garrigues, and M. Ewald, *Marine Pollution Bulletin*, **2000**, 40, 387-396.